第39卷 第6期
2022年11月
干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH
Vol. 39 No. 6
Nov. 2022

长期围封对高寒草地土壤团聚体稳定性和可蚀性的影响

愚广灵[1]， 李凯辉[2]， 周建勤[1,3]， 李可依[1]， 丛孟菲[1]， 胡 洋[1]，
王旭阳[1]， 贾宏涛[1,3]

（1. 新疆农业大学资源与环境学院，新疆 乌鲁木齐 830052；2. 中国科学院巴音布鲁克草原生态系统研究站，新疆 巴音布鲁克 841314；3. 新疆土壤与植物生态过程重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830052）

摘 要：为评价长期围封对土壤团聚体稳定性和可蚀性的影响，选择巴音布鲁克高寒草地（高寒草甸、高寒草甸草原和高寒草原）长期围封（围栏设置于1984年）与自由放牧的样地作为研究对象。分析0~5 cm、5~10 cm、10~20 cm和20~30 cm土层中水稳性团聚体组分、平均重量直径（MWD）、几何平均直径（GMD）和土壤可蚀性（*K*值）。结果表明：（1）MWD最小值出现在高寒草甸0~5 cm土层自由放牧处理下，其数值为1.75 mm。高寒草甸和高寒草甸草原围封和自由放牧下20~30 cm土层的MWD和GMD没有显著性差异（$P>0.05$），而高寒草原差异显著（$P<0.05$）。（2）高寒草原放牧处理10~20 cm土层*K*值最高为0.136，在所有处理中抗侵蚀能力最弱。（3）冗余分析发现，全钾、全磷、pH和土壤有机碳SOC是影响土壤可蚀性*K*值和MWD的最主要因素。（4）巴音布鲁克高寒草地0~10 cm土层以>2 mm大团聚体为主，长期围封导致0~10 cm土层土壤团聚体稳定性更强；且草地类型、围封和土层均对土壤团聚体稳定性和可蚀性有着显著的影响，说明长期围封可以提高土壤团聚体的水稳定性和抗侵蚀能力。

关键词：长期围封；高寒草地；土壤团聚体稳定性；土壤可蚀性；巴音布鲁克

草地作为一种重要的生态系统，占全球陆地总面积的25%[1]，占我国陆地总面积的40%，在控制水土流失、畜牧业发展方面发挥着重要作用[2]。巴音布鲁克高寒草地是我国第一大亚高山草地、第二大高寒草地，是典型的干旱区高寒草地，也是对气候变化最敏感脆弱的生态系统之一。气候变化和人类活动导致的冻融交替和荒漠化加剧已使大多数草原产生退化[3-5]，破坏土壤结构。尤其是放牧牲畜的踩踏使得土壤结构特性变异，抗蚀性减弱[6]。禁牧是恢复退化草地生态功能的有效途径[7]，包括恢复地上生物多样性和生物量、土壤结构和养分水平[8]，提高土壤团聚体水稳定性和抗侵蚀性[9]。围封提高了草地碳固持能力，且随围封年限的增加植物碳储存量分别提高了5倍和8.39倍，土壤碳库分别提高了43%和94%[10]。也有研究发现，与放牧相比，6~8 a的禁牧降低了0~15 cm草地土壤SOC、TN、微生物生物量[11]。

土壤团聚体是由矿质颗粒和有机质通过土壤微生物、冻融干湿交替等自然物理过程协同作用形成的不同尺度的多孔结构体[12]。有机碳作为一种粘合剂，在团聚体的组成和形成中发挥着重要的作用[13]。土壤团聚体通常作为评价土壤质量的关键指标之一，由不同的部分组成，主要包括大团聚体（>0.25 mm）和小团聚体（<0.25 mm）[14-15]。土壤团聚体作为独立且最小的结构单元，它们的组成可以调节土壤物理、化学和生物过程[16]。水稳性团聚体的数量和稳定性是制约土壤抗蚀性的重要因子[17]。土壤可蚀性是土壤性质的一个重要方面，是评价土壤是否易受侵蚀营力破坏的性能，是土壤对侵蚀营力分离和搬运作用的敏感性表现[18]，是影响土壤侵蚀量的内在因素，是定量研究土壤侵蚀的基础[19]。本文通过研究3种不同类型草地围栏封育对土壤团

收稿日期：2021-12-15； **修订日期：**2022-09-03
基金项目：国家自然科学基金项目（31560171）
作者简介：愚广灵（1998-），女，硕士研究生，主要从事草地生态系统碳循环研究. E-mail: 1624914762@qq.com
通讯作者：周建勤. E-mail: machine1229@163.com

聚体稳定性和土壤抗侵蚀能力的影响，可为阐明放牧与土壤团聚体稳定性和可蚀性的响应机制提供科学依据，并为巴音布鲁克高寒草地或类似退化草地的科学利用和生态恢复措施提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中天山山脉南坡中部巴音布鲁克高寒草地，地理坐标为83°42′E，42°43′~43°58′N（图1），海拔2400~3500 m。年平均气温-4.8 ℃，1月最低气温可达-48 ℃，年降水量276.2 mm，年蒸发量高达1247.5 mm，全年积雪日150~180 d，无绝对无霜期，属典型的高寒气候。主要优势种有苔草（*Carex tristachya*）、羊茅（*Festuca ovina*）、紫花针茅（*Stipa purpurea*）和草地早熟禾（*Poa pratensis*）等[20]。

1.2 样地设置与样品采集

于2020年9月选取巴音布鲁克高寒草地的3种草地类型：高寒草甸、高寒草甸草原和高寒草原中设置的长期围栏（围栏设置于1984年）为研究对象。围栏为20 m×20 m大小，分别在围栏内外各设置5个地块（2 m×2 m，间隔大于2 m）。围栏内部为长期围栏封育处理，围栏外部为自由放牧处理（对照）。在采样过程中收集5个地块内0~5 cm、5~10 cm、10~20 cm和20~30 cm深度的原状土壤，每个地块采集5组重复（图2），以研究水稳性土壤团聚体的相关特性。

1.3 样品分析

将样品带回实验室，分成近1 cm的小块，去除植物根部、石块等杂物，自然保持干燥。通过湿筛法分离取得粒径＞2 mm、2~0.25 mm、0.25~0.053 mm和＜0.053 mm的土壤团聚体。称取100 g自然干燥土样，将土样放置在由2 mm，0.25 mm和0.053 mm筛子组成的套筛上，然后将套筛快速浸入蒸馏水中，手动振动套筛3 min，上下振幅4 cm，振频3次·min^{-1}。烘箱60 ℃下烘干得到不同粒径土壤水稳性团聚体。平均重量直径（MWD）和几何平均直径（GMD）[21]通过公式（1）和公式（2）计算，Shirazi等[22-23]建议土壤无充分资料的情况下，采用公式（3）计算土壤可蚀性K值，可通过以下方程计算。

$$\mathrm{MWD}=\sum_{i=1}^{n}\overline{d}_i W_i \quad (1)$$

$$\mathrm{GMD}=\exp\sum_{i=1}^{n}\ln\overline{d}_i W_i \quad (2)$$

$$K=7.954\times\left\{0.0017+0.0494\times\exp\left[-0.5\times\left(\frac{\log\mathrm{GMD}+1.675}{0.6989}\right)^2\right]\right\} \quad (3)$$

式中：MWD为团聚体平均重量直径（mm）；GMD为

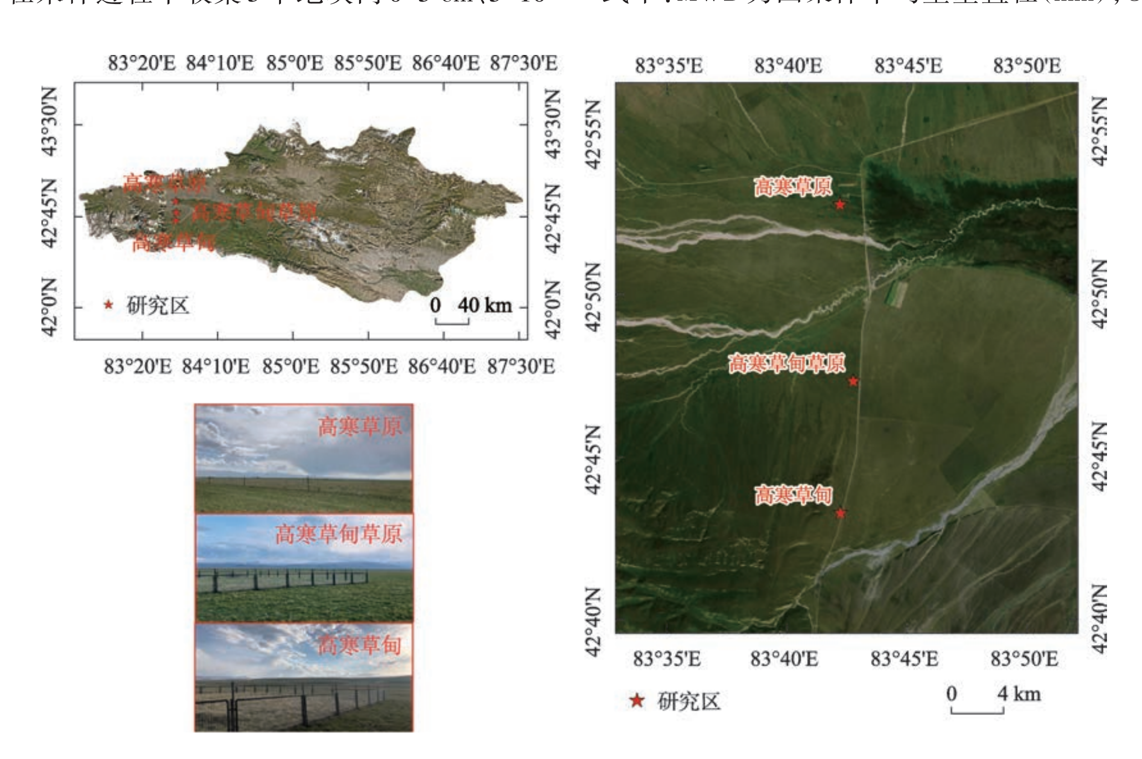


图1 研究区地理位置

Fig. 1 Geographical location of the study area

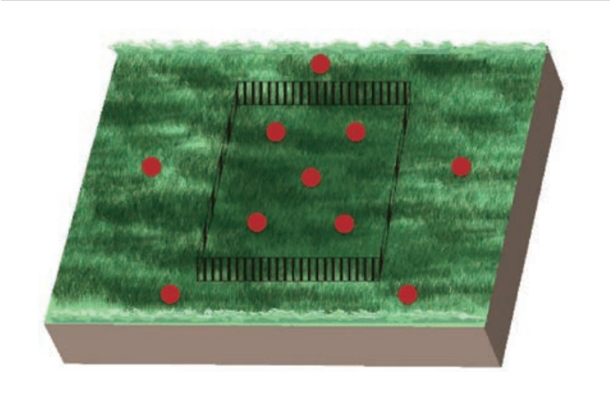


图2 样点布设图

Fig. 2 Layout of sample points

团聚体几何平均直径(mm);d_i 为 i 粒径范围内团聚体的平均直径(mm);W_i 为 i 粒径团聚体重量占土壤样品干重的质量分数(%)。

土壤pH使用pH计测定,土壤与水的比例为1:2.5;土壤有机碳用重铬酸钾外加热法;土壤全氮(TN)用凯式定氮法测定;土壤全磷(TP)采用 $HClO_4$–H_2SO_4 消煮后使用分光光度计进行比色测定;土壤全钾(TK)使用火焰光度计法测定。

1.4 数据分析

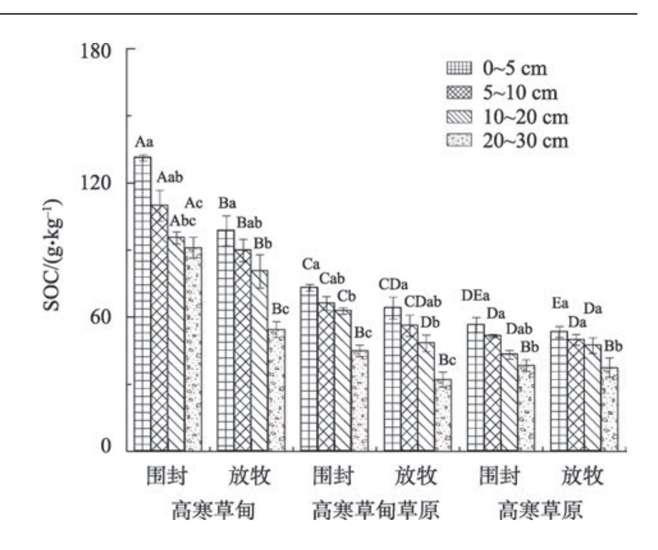
利用SPSS 25.0进行ANOVA分析,并用Duncan检验方法对各测定数据进行多重比较。使用Origin 2018进行绘图;冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)可以将样本和环境因子反映在同一个二维排序图上,从中可以直观地看出样本分布与环境因子间的关系,使用R语言(4.0.5)进行土壤团聚体环境因子与MWD和 K 值的冗余分析并生成RDA图。

2 结果与分析

2.1 长期围封对土壤有机碳SOC含量和化学性质的影响

由图3可以看出,各类型草地土壤有机碳SOC含量随土层加深而降低。围栏封育处理下各土层SOC含量均显著高于自由放牧(P<0.05),高寒草甸围封处理下0~5 cm土层SOC含量最高达131.17 g·kg^{-1}。高寒草甸草原和高寒草原20~30 cm土层围封处理和自由放牧处理SOC含量差异均不显著(P>0.05),说明巴音布鲁克草地SOC在20~30 cm趋于稳定不易受到外界扰动而发生变化。

各处理0~5 cm土层的pH均显著低于20~30 cm(图4)。高寒草甸围封处理5~10 cm土层TN含量为



注:小写字母表示同一处理不同土层差异显著(P<0.05);大写字母表示不同处理同一土层差异显著(P<0.05)。下同。

图3 长期围封对土壤有机碳SOC含量的影响

Fig. 3 Effect of long-term enclosure on SOC content of soil organic carbon

11.39 g·kg^{-1},显著高于其他处理(P<0.05)。高寒草甸草原和高寒草原围封处理下20~30 cm土层TN含量显著低于其余土层(P<0.05)。高寒草甸放牧处理和高寒草原围栏封育处理4个土层间TN含量没有显著性差异(P>0.05)。高寒草原自由放牧处理0~5 cm土层TP含量为1.17 g·kg^{-1}显著高于其他处理(P<0.05),其余处理下各土层间没有显著差异。可以看出,高寒草甸10~20 cm和20~30 cm土层TK含量显著高于表层0~10 cm土壤(P<0.05),20~30 cm土层TK最高可达20.91 g·kg^{-1}。高寒草甸草原不同处理及不同土层间TK含量没有显著差异(P>0.05)。高寒草原围栏封育处理下的TK含量显著高于自由放牧处理。

2.2 长期围封对土壤水稳性团聚体组分分布、稳定性特征和土壤可蚀性的影响

如图5所示,高寒草甸0~5 cm土层中围栏封育处理下>2 mm土壤团聚体含量67.58%显著高于自由放牧处理(P<0.05);5~10 cm、10~20 cm和20~30 cm土层各粒级团聚体含量无显著差异(P>0.05)。高寒草甸草原0~5 cm土层围栏封育处理>2 mm土壤团聚体含量48.73%显著高于自由放牧处理(P<0.05);5~10 cm、10~20 cm和20~30 cm土层各粒级团聚体含量无显著差异。高寒草原各土层>2 mm土壤团聚体含量均是围栏封育处理高于自由放牧处理。围封显著提高了巴音布鲁克高寒草原0~5 cm

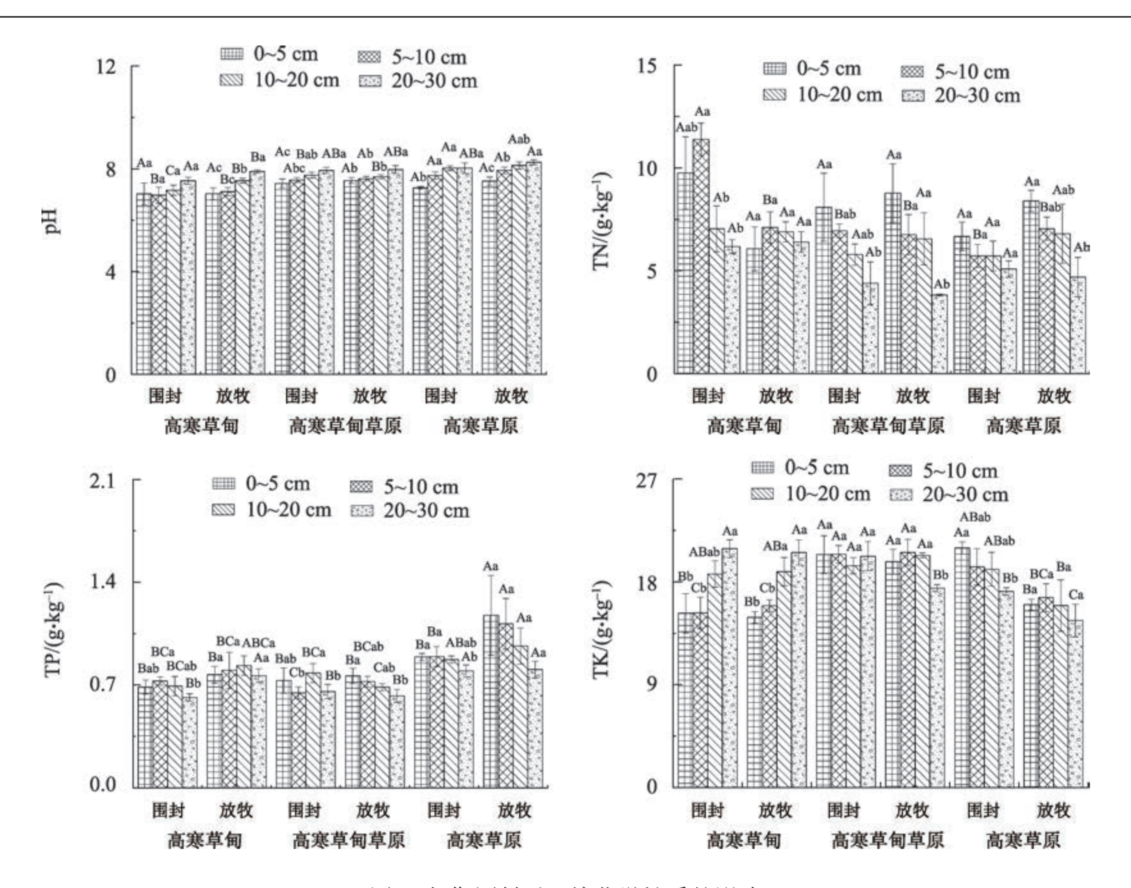


图4　长期围封对土壤化学性质的影响

Fig. 4　Effect of long-term enclosure on soil chemical properties

表层土壤>2 mm土壤团聚体含量(P<0.05)。

土壤水稳性团聚体MWD和GMD的变化如表1所示。0~5 cm土层中高寒草甸围栏封育下的MWD最高为4.22 mm,而高寒草甸自由放牧处理的MWD最低为1.75 mm;5~10 cm高寒草甸草原围封处理MWD最高为3.89 mm;10~20 cm土层中高寒草甸草原围栏封育下MWD最大为4.22;20~30 cm土层中高寒草原围栏封育处理下MWD最大。20~30 cm土层高寒草甸和高寒草甸草原围栏封育和自由放牧下的MWD和GMD没有显著性差异(P>0.05),而高寒草原差异显著(P<0.05)。

土壤可蚀性K值是土壤抵抗水蚀能力大小的一个相对综合指标,K值越大,土壤抗侵蚀能力越弱。相反,K值越小,土壤抗侵蚀能力越强。土壤可蚀性(K值)的变化如图6所示,高寒草原自由放牧处理各土层的K值均显著高于围封处理,其中10~20 cm土壤K值最高为0.137,与其他处理K值没有显著差异。高寒草原自由放牧处理的K值最高,说明其土壤抗侵蚀能力最弱,其他处理土壤抗侵蚀能力较强。

2.3　土壤团聚体组分质量分数、MWD、GMD、K值与土壤化学性质的相关性

由图7可以看出,水稳性土壤团聚体组分质量分数、MWD、GMD、K值与土壤性质之间的相关性。K值与2~0.25 mm土壤团聚体质量百分含量和0.25~0.053 mm土壤团聚体质量百分含量呈极显著相关(P<0.01),与>2 mm土壤团聚体质量百分含量、MWD、GMD呈极显著负相关(P<0.01);SOC与>2 mm土壤团聚体质量百分含量和MWD呈显著负相关、与2~0.25 mm土壤团聚体质量百分含量呈极显著正相关、与pH呈极显著负相关;TN含量与SOC含量呈极显著正相关(P<0.01);TP与0.25~0.053 mm土壤团聚体质量百分含量、<0.053 mm、K值与SOC呈极显著正相关,TP与>2 mm土壤团聚体质量百分含量和MWD呈极显著负相关(P<0.01);TK与2~0.25 mm土壤团聚体质量百分含量、K值和SOC呈极显著负相关。不同处理各粒级土壤团聚体质量分数、MWD和K值与土壤环境因子(pH、SOC、TN、TP、TK)的冗余分析结果如图8所示。高寒草甸图8a、图8c中轴1和轴2共解释了土壤团聚体MWD和K

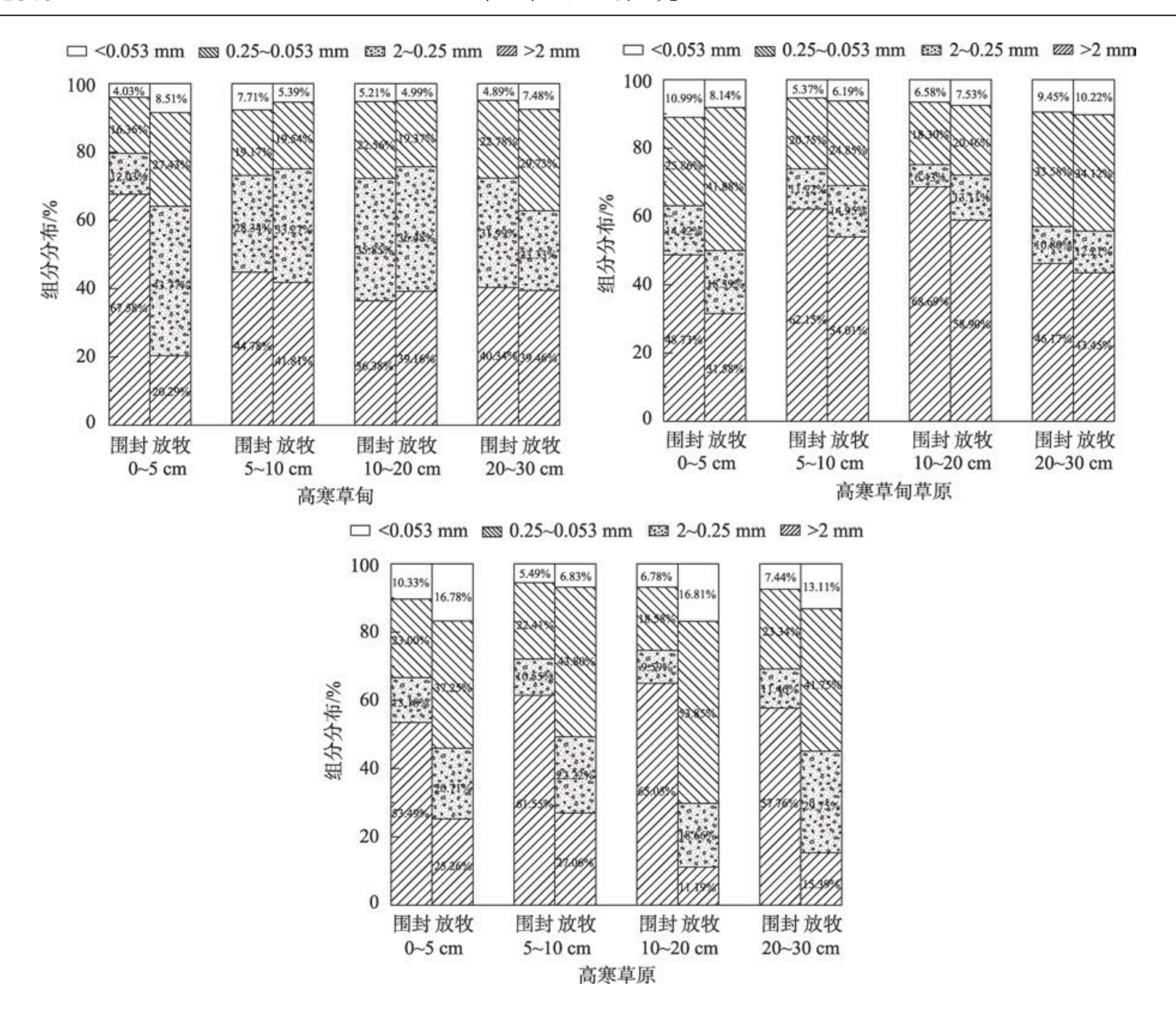


图5 长期围封对土壤水稳性团聚体组分分布的影响

Fig. 5 Effect of long-term enclosure on composition distribution of soil water stable aggregates

表1 长期围封条件下土壤团聚体MWD和GMD

Tab. 1 MWD and GMD of soil aggregates under long-term enclosure conditions

草地类型	处理	MWD/mm				GMD/mm			
		0~5 cm	5~10 cm	10~20 cm	20~30 cm	0~5 cm	5~10 cm	10~20 cm	20~30 cm
高寒草甸	围封	4.22±0.05a	2.91±0.06b	2.62±0.10b	2.82±0.16b	2.17±0.14a	1.25±0.04b	1.09±0.06b	1.18±0.12b
	放牧	1.75±0.14b	3.04±0.15a	2.79±0.13a	2.68±0.21a	0.67±0.05b	1.22±0.08a	1.22±0.05a	0.93±0.15ab
高寒草甸草原	围封	2.17±0.16d	3.45±0.12b	4.22±0.17a	2.95±0.16c	0.61±0.07c	1.34±0.07b	1.95±0.23a	0.88±0.09c
	放牧	3.13±0.16b	3.89±0.07a	3.71±0.15a	2.80±0.10b	1.02±0.14b	1.72±0.04a	1.52±0.16a	0.80±0.05b
高寒草原	围封	3.40±0.14c	3.85±0.13ab	4.04±0.08a	3.63±0.11bc	1.19±0.13b	1.65±0.14a	1.79±0.09a	1.41±0.11ab
	放牧	1.81±0.13a	1.94±0.09a	0.97±0.09b	1.32±0.14b	0.44±0.05b	0.57±0.01a	0.25±0.02c	0.39±0.05b

注:小写字母表示同一处理不同土层差异显著(P<0.05)。

值的46.43%和17.60%,pH和TK与K之间正相关,SOC与MWD同向呈正相关。高寒草甸草原图8d围封处理、图8f放牧处理轴1和轴2共解释了土壤团聚体MWD和K值的54.52%和31.65%,各影响因子中pH和TK的影响最大;高寒草原图8b围封处理和图8e典型放牧处理轴1和轴2共解释了土壤团聚体MWD和K值的59.62%和12.73%,TK、pH、TP、TN与MWD为正相关。可见,土壤TK、pH、TP的变化是影响土壤K值的最主要因素,而土壤有机碳SOC是影响土壤团聚体MWD最重要的因子。

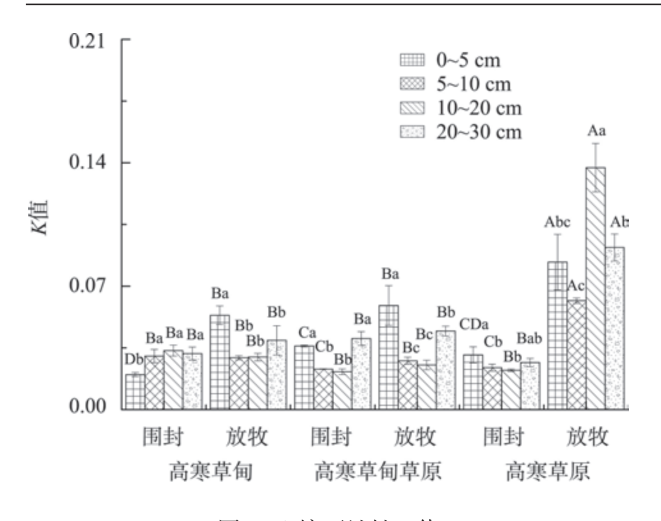


图6 土壤可蚀性K值

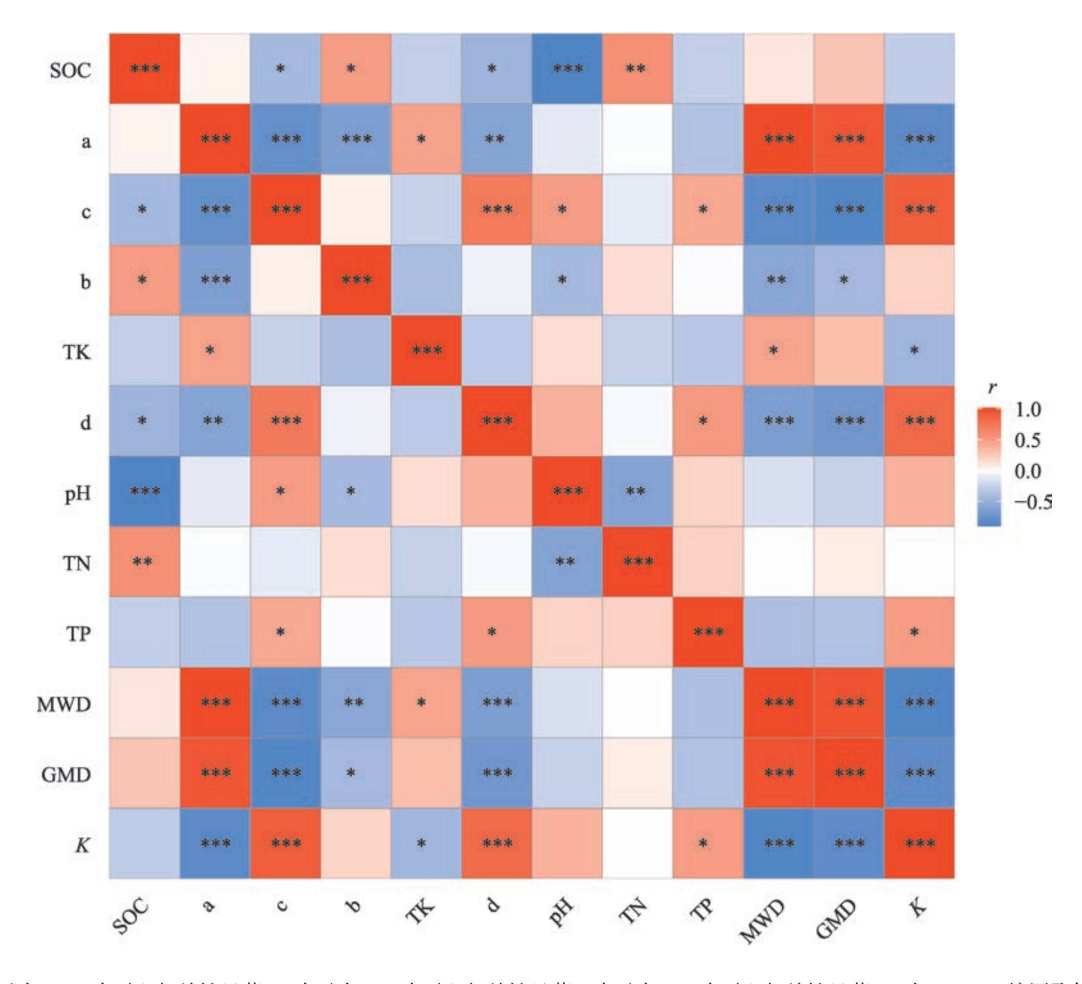
Fig. 6 Soil erodibility K value

由表2可以看出，在0.05的显著性水平下，草地类型、围封和土层对于土壤团聚体稳定性指数(MWD和GMD)和可蚀性(K值)的影响非常显著。

3 讨 论

3.1 围栏封育对团聚体组分分布和水稳定性特征的影响

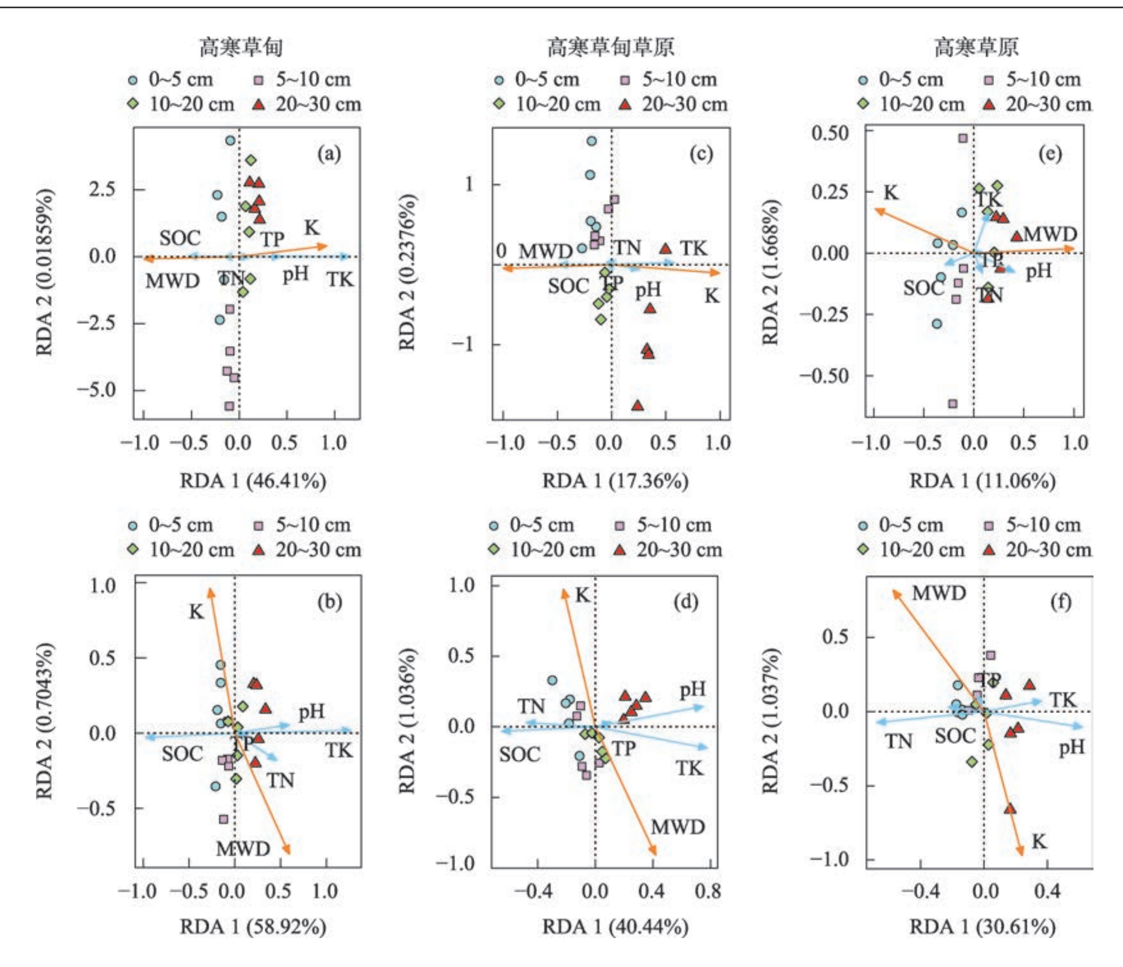
高寒草甸、高寒草甸草原和高寒草原3种类型草地0~10 cm表层土壤中>2 mm土壤团聚体质量分数围封处理高于放牧处理。围封处理下0~10 cm土层>2 mm土壤团聚体数量更多，可能是因为表层土壤根系和微生物分泌物比较多，导致0~10 cm土层大团聚体更为稳定数量更多。围封条件下，植物残体长期积累在土壤表层，以供维持微生物生命活动，从而促进土壤表层的生物活性，有助于大团聚体的形成，增强其结构稳定性[24]。不同地上植被构成、地表枯落物的输入数量和质量不同，影响着土壤有机碳的含量及储量，进而使形成大团聚体的胶结物质存在差异，最终表现出土壤团聚体组成特征



注：***表示在0.001水平上相关性显著；**表示在0.01水平上相关性显著；*表示在0.05水平上相关性显著。a为>2 mm土壤团聚体质量百分含量；b为2~0.25 mm土壤团聚体质量百分含量；c为0.25~0.053 mm土壤团聚体质量百分含量；d为<0.053 mm土壤团聚体质量百分含量。

图7 水稳性土壤团聚体组分、MWD、GMD、K值与土壤化学性质的相关性

Fig. 7 Correlation between water stable soil aggregate composition, MWD, GMD, K value and soil chemical properties



注:图a、c和e为围栏封育处理,图b、d和f为自由放牧处理。

图8 土壤团聚体稳定性和土壤可蚀性与环境因素和土壤化学性质之间的关系

Fig. 8 Relationship between soil aggregate stability, soil erodibility and environmental factors and soil chemical properties

表2 MWD、GMD和K值的多变量方差分析

Tab. 2 Multivariate analysis of MWD, GMD and K

自变量	因变量	III类平方和	F	显著性
草地类型	MWD	5.560	54.897	0.000
	GMD	1.097	17.168	0.000
	K	0.010	89.411	0.000
围封	MWD	13.607	268.717	0.000
	GMD	4.147	129.814	0.000
	K	0.010	177.732	0.000
土层	MWD	3.015	19.845	0.000
	GMD	1.954	20.388	0.000
	K	0.002	14.023	0.000

存在差异[25]。

放牧对高寒草甸土壤团聚体水稳定性影响极大,围封措施可以提高土壤团聚体稳定性。可能是因为较少的外界扰动(牲畜的踩踏)导致植物凋落物和地上、地下生物量增多,导致冻土层变薄和较高的有机碳碳源输入,促使土壤微生物活性增加,促进并保护了大团聚体的形成,使得土壤结构稳定性增强。围封被认为是恢复退化草地土壤有机碳库的重要途径之一,被广泛应用。张昊等[26]在黄土高原天然草地发现,8 a围栏封育有利于植被恢复、抵抗土壤侵蚀,进而增加土壤团聚体的稳定性这与本文在巴音布鲁克高寒草原得到的结果一致。

MWD值越大表示团聚体的平均粒径团聚度越高,稳定性越强。0~10 cm土层下MWD和GMD在3种类型草地中均为围封处理大于放牧处理。36 a的长期围封使得地表植被盖度变大,有机残体归还相应增多,微生物维系生命活动的能量充足,从而促进土壤生物的活性,包括真菌生长和土壤动物,有助于在大团聚体内部结合形成微粒有机质,增加其稳定性[15]。

3.2 围栏封育对土壤可蚀性的影响

土壤可蚀性表征土壤被侵蚀的难易程度,反映了土壤对侵蚀外营力剥离和搬运的敏感性[27]。已

有研究表明,土壤抵抗侵蚀的能力很大程度上取决于土壤自身的理化性质,包括土壤颗粒组成、结构、土壤容重、孔隙度、土壤有机质含量等物理和化学性状[28]。高寒草原自由放牧处理的10~20 cm土层K值最高,说明其土壤抗侵蚀能力最弱,高寒草原围封与放牧处理下,土壤抗侵蚀能力差异较大。可能随着植被恢复措施的实施,植物地上部分的覆盖度增加,导致植物输入的有机质增加,从而改善土壤的理化性质,促进新的团聚体的形成。土壤团聚体的稳定性增强,提高了土壤的抗侵蚀能力,与Dou等[29]的研究结果一致。

3.3 土壤团聚体组分质量分数、MWD、GMD、*K*值与土壤基本理化性质的相关性

K值与$W_{0.25\sim0.053}$和$W_{<0.053}$呈极显著相关,与$W_{>2}$、MWD、GMD呈极显著负相关。小粒径团聚体含量增多导致K值变大,土壤抗侵蚀能力变弱。而>2 mm粒径团聚体含量变多,K值变小土壤抗侵蚀能力增强。SOC含量对土壤团聚体$W_{2\sim0.25}$有显著影响。有机碳促进2~0.25 mm粒径土壤团聚体的形成。大团聚体(>0.25 mm)的形成需要胶结物质,而有机碳可以使小团聚体凝聚在一起形成大团聚体[30],增加其含量有利于团聚体的形成和团聚体稳定性的提高[14,31]。本研究发现,草地类型、围封和土层均对土壤团聚体稳定性和可蚀性有着显著的影响。

4 结 论

通过对巴音布鲁克高寒草地土壤团聚体稳定性、可蚀性和土壤化学性质的分析,得出以下结论:

(1) 36 a的围封措施增加了巴音布鲁克高寒草地0~10 cm土层中>2 mm大团聚体的质量分数,增大了MWD和GMD。可见,长期围封提高了土壤团聚体的稳定性。

(2) 巴音布鲁克高寒草原自由放牧处理K值显著高于其他处理,说明土壤抗侵蚀能力在各草地处理中最弱。

(3) 土壤全磷、全钾和pH是影响土壤可蚀性K值的最主要因素,土壤有机碳是影响土壤团聚体MWD最重要因素。草地类型、围封和土层均对土壤团聚体稳定性和可蚀性有着显著的影响。

参考文献(References):

[1] 孙一梅, 田青, 吕朋, 等. 极端干旱与氮添加对半干旱沙质草地物种多样性、叶性状和生产力的影响[J]. 干旱区研究, 2020, 37(6): 1569−1579. [Sun Yimei, Tian Qing, Lv Peng, et al. Effects of extreme drought and nitrogen addition on species diversity, leaf trait, and productivity in a semiaird sandy grassland[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(6): 1569−1579.]

[2] 高露, 张圣微, 朱仲元, 等. 干旱半干旱区退化草地土壤水分变化及其对降雨时间格局的响应[J]. 水土保持学报, 2020, 34(1): 195−201. [Gao Lu, Zhang Shengwei, Zhu Zhongyuan, et al. Soil moisture changes in degraded grassland and its response to rainfall temporal pattern in arid and semi-arid areas[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34(1): 195−201.]

[3] 李成阳, 张文娟, 赖炽敏, 等. 黄河源区不同退化程度高寒草原群落生产力、物种多样性和土壤特性及其关系研究[J]. 生态学报, 2021, 41(11): 4541−4551. [Li Chengyang, Zhang Wenjuan, Lai Chimin, et al. Plant productivity, species diversity, soil properties, and their relationships in an alpine steppe under different degradation degrees at the source of the Yellow River[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(11): 4541−4551.]

[4] Shen H, Dong S K, DiTommaso A, et al. N deposition may accelerate grassland degradation succession from grasses-and sedges-dominated into forbs-dominated in overgrazed alpine grassland systems on Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Ecological Indicators, 2021, 129: 107898.

[5] 林春英, 李希来, 孙海松, 等. 黄河源高寒湿地有机碳组分对不同退化程度的响应[J]. 草地学报, 2021, 29(7): 1540−1548. [Lin Chunying, Li Xilai, Sun Haisong, et al. Responses of soil organic carbon component on different degrees of degradation of alpine wetland in the source of Yellow River[J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(7): 1540−1548.]

[6] 赵美曼, 董智, 李红丽, 等. 苏尼特右旗荒漠草原不同放牧强度土壤可蚀性*K*值研究[J]. 干旱区资源与环境, 2022, 36(1): 135−142. [Zhao Meiman, Dong Zhi, Li Hongli, et al. Study of *K* values of soil erodibility under different grazing intensities in Sonid Right Banner[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2022, 36(1): 135−142.]

[7] 江沙沙, 孙宗玖, 崔雨萱, 等. 伊犁绢蒿(*Seriphidium transiliense*)个体功能性状对短期禁牧的可塑性响应[J]. 干旱区研究, 2019, 36(6): 1528−1536. [Jiang Shasha, Sun Zongjiu, Cui Yuxuan, et al. Response of short-term grazing exclusion to individual functional traits of *Seriphidium transiliense*[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(6): 1528−1536.]

[8] 杨莹博, 易显凤, 刘学录, 等. 基于文献计量的草地恢复近二十年研究态势分析[J]. 中国草地学报, 2021, 43(7): 95−105. [Yang Yingbo, Yi Xianfeng, Liu Xuelu, et al. Analysis of current research progress of grassland restoration in recent twenty years based on bibliometrics[J]. Chinese Journal of Grassland, 2021, 43(7): 95−105.]

[9] Liu D D, Ju W L, Jin X L, et al. Associated soil aggregate nutrients and controlling factors on aggregate stability in semiarid grassland

under different grazing prohibition Timeframes[J]. Science of the Total Environment, 2021, 777: 146104.

[10] 梁潇洒, 张立奇, 闫庆忠, 等. 围栏封育恢复和提升辽西退化草地的碳固持功能[J]. 中国草地学报, 2019, 41(2): 65–70. [Liang Xiaosa, Zhang Liqi, Yan Qingzhong, et al. Restoration and enhancement of carbon sequestration in degraded grasslands through enclosure in Western Liaoning China [J]. Chinese Journal of Grassland, 2019, 41(2): 65–70.]

[11] Shi X M, Li X G, Li C T, et al. Grazing exclusion decreases soil organic C storage at an alpine grassland of the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Ecological Engineering, 2013, 57: 183–187.

[12] 祁正超, 常佩静, 李永善, 等. 放牧对荒漠灌丛草地土壤团聚体组成及其稳定性的影响[J]. 干旱区研究, 2021, 38(1): 87–94. [Qi Zhengchao, Chang Peijing, Li Yongshan, et al. Effects of grazing intensity on soil aggregates composition, stability, nutrients and C/N in desert shrubland [J]. Arid Zone Research, 2021, 38(1): 87–94.]

[13] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under-tillage agriculture[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(14): 2099–2103.

[14] 崔芯蕊, 张嘉良, 王云琦, 等. 甘肃小陇山林区不同林分对土壤团聚体稳定性的影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(4): 275–281. [Cui Xinrui, Zhang Jialiang, Wang Yunqi, et al. Effect of different forests on the soil aggregate stability in Xiaolongshan forest region of Gansu Province [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(4): 275–281.]

[15] Cambardella C A, Elliott E T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(4): 1071–1076.

[16] Bhattacharyya R, Rabbi S, Zhang Y, et al. Soil organic carbon is significantly associated with the pore geometry, microbial diversity, and enzyme activity of the macroaggregates under different land use[J]. Science of the Total Environment, 2021, 778: 146286.

[17] 曹立悦, 李玉霖, 詹瑾, 等. 开垦对科尔沁沙地土壤团聚体分布及稳定性的影响[J]. 中国沙漠, 2021, 41(2): 212–220. [Cao Liyue, Li Yulin, Zhan Jin, et al. Effects of tillage on distribution and stability of aggregates in Horqin Sandy Land [J]. Journal of Desert Research, 2021, 41(2): 212–220.]

[18] 赵恒策, 魏霞, 贺燕, 等. 冻融对土壤团聚体特征以及可蚀性 K 值的影响[J]. 水土保持研究, 2019, 26(5): 1–6, 13. [Zhao Hengce, Wei Xia, He Yan, et al. Effects of freeze-thaw on soil aggregate characteristics and erodibility factor K[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2019, 26(5): 1–6, 13.]

[19] Bouyoucos G J. Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion[J]. Journal of the American Society of Agronomy, 1935, 9: 738–741.

[20] 苏建红, 朱新萍, 贾宏涛, 等. 围栏封育对巴音布鲁克草原土壤理化性质的影响[J]. 地球环境学报, 2016, 7(5): 501–508. [Su Jianhong, Zhu Xinping, Jia Hongtao, et al.Effects of enclosure on soil physical and chemical properties of Bayanbulak subalpine steppe [J]. Journal of Earth Environment, 2016, 7(5): 501–508.]

[21] He X X, Huang Y Z, Zhang Q C, et al. Distribution of organic carbon fractions in soil aggregates in chinese fir plantations with different stand ages[J]. Ecological Processes, 2021, 10(1): 49.

[22] Shirazi M, Boerama L. A unifying quantitative analysis of soil texture[J]. Soil Science Society of America Journal, 1984, 48: 142–147.

[23] Dou Y, Yang Y, An S, et al. Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the Loess Plateau, China[J]. Catena, 2019, 185: 104294.

[24] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic- matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(3): 777–783.

[25] 季波, 时龙, 徐金鹏, 等. 宁夏典型天然草地土壤团聚体稳定性及其有机碳分布特征[J]. 生态学报, 2021, 41(19): 7669–7678. [Ji Bo, Shi Long, Xu Jinlong, et al. Distribution characteristics of soil aaggregates and its organic carbon in typical natural grassland Ningxia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(19): 7669–7678.]

[26] 张昊, 李建平, 王誉陶, 等. 封育与放牧对黄土高原天然草地土壤化学计量特征的影响[J]. 水土保持学报, 2020, 34(5): 251–258. [Zhang Hao, Li Jianping, Wang Yutao, et al. Effect of enclosure and grazing on the soil stoichiometry characteristics of natural grassland on the Loess Plateau[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34(5): 251–258.]

[27] 黄小芳, 丁树文, 柯慧燕, 等. 三峡库区植物篱模式对土壤理化性质和可蚀性的影响[J]. 水土保持学报, 2021, 35(3) : 9–15, 22. [Huang Xiaofang, Ding Shuwen, Ke Huiyan, et al. Effects of hedgerow patterns on soil physical and chemical properties and erodibility in Three Gorges Reservoir Area[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(3): 9–15, 22.]

[28] 梁博, 聂晓刚, 万丹, 等. 喜马拉雅山脉南麓典型林地对土壤理化性质及可蚀性 K 值影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(6): 1377–1388. [Liang Bo, Nie Xiaogang, Wan Dan, et al. Impacts of forest typical of the southern piedmont of the Himalaya Mountains on soil physicochemical properties and erodibility K[J]. Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(6): 1377–1388.]

[29] Dou Y X, Yang Y, An S S, et al. Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the Loess Plateau, China[J]. Catena, 2019, 185: 104294.

[30] 朱锟恒, 段良霞, 李元辰, 等. 土壤团聚体有机碳研究进展[J]. 中国农学通报, 2021, 37(21): 86–90. [Zhu Kunheng, Duan Liangxia, Li Yuanchen, et al. Research progress of organic carbon in soil aggregates[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2021, 37(21): 86–90.]

[31] 裴雯, 陈清, 张洛梓, 等. 放牧、水分和氮素对内蒙古草原土壤团聚体的影响[J]. 草地学报, 2021, 29(7): 1499–1506. [Pei Wen, Chen Qing, Zhang Luozi, et al. Effects of grazing, water and nitrogen on soil aggregates in Inner Mongolia grassland[J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(7): 1499–1506.]

Effects of long-term enclosure on soil aggregate stability and erodibility in Bayinbuluk alpine grassland

YU Guangling[1], LI Kaihui[2], ZHOU Jianqin[1,3], LI Keyi[1], CONG Mengfei[1], HU Yang[1], WANG Xuyang[1], JIA Hongtao[1,3]

(1. College of Resources and Environment, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, Xinjiang, China; 2. Bayinbuluk Grassland Ecosystem Research Station, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Bayinbuluk 841314, Xinjiang, China; 3. Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi 830052, Xinjiang, China)

Abstract: To evaluate the effects of long-term enclosure measures on the stability and erodibility of soil aggregates, the grassland (alpine meadow, alpine meadow steppe, and alpine steppe) with long-term enclosure (fenced in 1984) and free grazing were selected as the research objects. The composition, mean weight diameter (MWD), geometric mean diameter (GMD), and soil erodibility (*K* value) of water-stable aggregates in 0−5, 5−10, 10−20, and 20−30 cm soil layers were analyzed. The results showed that: (1) The minimum MWD value appeared in the 0−5 cm soil layer of the alpine meadow under free grazing treatment (1.75 mm). No significant difference was observed in the MWD and GMD of 20−30 cm soil layer under the enclosure and free grazing in an alpine meadow and alpine meadow steppe ($P > 0.05$), while the difference in alpine steppe was significant ($P < 0.05$). (2) The K value of 10−20 cm soil under free grazing was 0.136, so the anti-erosion ability was the weakest in all treatments. (3) The redundant analysis found that the changes in total potassium, total phosphorus, and pH were the most important factors affecting soil *K* value, and soil organic carbon was the most important factoraffecting MWD. (4) The 0−10 cm soil layer of Bayinbuluk alpine grassland was dominated by >2 mm macroaggregates. The long-term enclosure caused stronger stability of soil aggregates in the 0−10 cm soil layer. Moreover, grassland type, enclosure, and soil layer significantly affect the stability and erodibility of soil aggregates. This indicates that long-term enclosure could improve the soil aggregates’ water stability and erosion resistance.

Keywords: long-term enclosure; alpine grassland; soil aggregate stability; soil erodibility; Bayinbuluk